

La cascade de l'azote dans les territoires de grande culture du Nord de la France

Gilles Billen
Josette Garnier
Marie Benoît
Juliette Anglade

CNRS/UPMC
UMR Sisyphe
4 place Jussieu
75005 Paris
France
<gilles.billen@upmc.fr>
<josette.garnier@upmc.fr>
<marie.benoit@upmc.fr>
<juliette.anglade@upmc.fr>

Résumé

Le terme « cascade de l'azote » désigne l'ensemble des transferts successifs des formes réactives de cet élément depuis leur introduction dans l'environnement par l'activité humaine jusqu'à leur retour par dénitrification dans le réservoir de di-azote atmosphérique inerte. Dans le cas des régions de grande culture du Bassin parisien, les surplus azotés liés à la fertilisation des terres arables sont très largement prépondérants, comme source alimentant cette cascade, par rapport aux apports d'azote réactif par les rejets des stations d'épuration urbaines ou aux émissions d'oxyde d'azote liées au trafic ou à la génération d'électricité thermique. Ces surplus agricoles, qui représentent le potentiel de pertes environnementales à l'échelle d'un cycle complet de rotation culturale, sont considérables dans ces zones de grande culture, même si sont strictement respectées les règles d'équilibre de la fertilisation par rapport aux besoins des plantes cultivées durant leur cycle de production, règles qui fondent les pratiques de l'agriculture raisonnée et les préconisations d'un organisme tel que le COMIFER. Les surplus croissent en outre avec les objectifs de rendement des cultures. La plus grande partie d'entre eux est généralement lixiviée vers les aquifères et le réseau hydrographique provoquant leur contamination nitrique et la prolifération d'algues indésirables dans les zones marines côtières réceptrices. Des mécanismes naturels d'élimination des nitrates existent tout au long du continuum aquatique, mais peuvent s'accompagner d'émission d'oxyde nitreux, puissant gaz à effet de serre, ce qui limite la possibilité de leur utilisation systématique comme moyen curatif d'atténuation de la contamination nitrique des hydrosystèmes. Le contrôle de la cascade de l'azote dans ces régions passe nécessairement par une profonde remise en cause du modèle agricole actuel et des objectifs d'accroissement de rendements qui le caractérisent.

Mots clés : azote ; culture de rapport ; fertilisation ; nitrates ; système de culture.

Thèmes : eau ; ressources naturelles et environnement ; systèmes agraires.

Abstract

The nitrogen cascade in arable crop areas of the North of France

The concept of nitrogen cascade refers to the successive transfer of the reactive forms of this element, beginning with their introduction into the environment by human activity, up to their ultimate return, through denitrification, to the pool of inert atmospheric di-nitrogen. In the case of major cash crop farming areas such as those of the Parisian basin, nitrogen surpluses linked to the fertilisation of arable soils are largely predominant as sources feeding the nitrogen cascade in comparison to reactive nitrogen discharge from urban wastewater purification plants or nitrogen oxide emitted through traffic and the generation of thermal electricity. The agricultural surplus of arable soil, which represents the potential for environmental losses at the scale of a whole crop rotation cycle, is considerable in these arable cropping regions. This is true, even in the case of a strict respect of the rules of equilibrating fertilisation to the needs of the crop during its vegetative cycle, the rules that form the foundation of "good agricultural practices" or "responsible farming" according to the specifications of a French public organism like the COMIFER. Moreover, the surplus is increasing with crop yield objectives. Most of the cropland nitrogen surplus is leached to the aquifers and the river network causing their

Tirés à part : G. Billen

doi: 10.1684/agr.2013.0640

Pour citer cet article : Billen G, Garnier J, Benoît M, Anglade J, 2013. La cascade de l'azote dans les territoires de grande culture du Nord de la France. *Cah Agric* 22 : 272-81. doi : 10.1684/agr.2013.0640

nitrate contamination, as well as the proliferation of harmful algal species in the receiving coastal marine areas. Natural mechanisms for eliminating nitrates occur all along the aquatic continuum but they may be accompanied by the emission of nitrous oxide, a potent green-house gas, which limits the possibility of their systematic use for mitigating nitrate contamination of hydrosystems. The control of the nitrogen cascade in these regions will thus necessarily require a profound reconsideration of the current agricultural model, with its never-ending quest for higher yields.

Key words: cash crop; cropping system; fertilization; nitrates; nitrogen.

Subjects: farming systems; natural resources and environment; water.

Le paradoxe bien connu du cycle de l'azote réside dans l'abondance du di-azote atmosphérique, forme omniprésente mais pratiquement inerte biologiquement, contrastant avec la rareté de ses formes réactives, qui dans la nature constituent le facteur limitant principal de la production végétale. Un aspect essentiel de l'activité agricole consiste à assurer aux plantes cultivées une fourniture d'azote réactif adaptée à leurs besoins, bien supérieurs aux quelques kg N/ha/an qu'apportent les processus naturels de fixation d'azote atmosphérique tels que l'azote fixé par les bactéries non symbiotiques du sol ou les oxydes d'azote formés par les éclairs lors des orages. Mais les formes réactives de l'azote (nitrate, ammonium, azote organique, oxydes d'azote...) sont extrêmement mobiles dans l'environnement, et leur introduction massive par l'activité humaine induit des pertes considérables, causes d'un grand nombre de problèmes environnementaux et de santé publique (Sutton *et al.*, 2011). La mobilité de l'azote est à la fois hydrologique, à cause de l'extrême solubilité des nitrates, et atmosphérique, par l'existence de nombreuses formes gazeuses de l'azote réactif. À ces deux mobilités s'ajoute celle, de plus en plus importante à l'échelle régionale, liée aux échanges commerciaux à longue distance de produits agricoles. En effet, la spécialisation agricole des territoires, rendue possible par l'avènement de l'agriculture industrielle, a conduit à exclure l'élevage des régions propices à la grande culture, comme le centre du Bassin parisien (Schott *et al.*, 2010), et à le concentrer dans d'autres, comme le Grand Ouest et les plaines flamandes,

ce qui a engendré des flux d'azote entre territoires d'une ampleur sans précédent.

On désigne par « cascade de l'azote » (figure 1) le cheminement de l'azote réactif, initialement introduit dans un territoire par des processus naturels (fixation chimique, symbiotique ou non symbiotique d'azote atmosphérique) ou par l'action de l'homme (production industrielle d'engrais de synthèse ou importation d'aliments), et transféré ensuite à travers les différents compartiments de la pédosphère, de la biosphère, de l'hydrosphère et de l'atmosphère, avant qu'il ne rejoigne le réservoir inerte de di-azote atmosphérique.

Nous nous proposons ici d'examiner les principales étapes de cette cascade de l'azote dans le cas exemplaire du bassin de la Seine, marqué à la fois par une agriculture céréalière parmi les plus productives du monde, et par la présence d'une très grande agglomération urbaine.

Pour bien prendre la mesure de l'ampleur de l'intervention humaine dans la cascade de l'azote dans ce bassin, il est utile d'évaluer d'abord les apports nets d'azote d'origine anthropique (*Net Anthropogenic Nitrogen Inputs/NANI* [Howarth *et al.*, 1996]) sur l'ensemble de son territoire. Ces apports sont constitués par :

- l'épandage d'engrais azotés de synthèse ;
- la fixation symbiotique d'azote atmosphérique par les cultures de légumineuses ;
- les retombées atmosphériques d'azote oxydé en provenance du trafic et de l'industrie ;
- les importations nettes d'azote organique sous forme de produits agrico-

les (transformés ou non) destinés à l'alimentation des hommes ou de ses animaux domestiques.

Si à l'échelle mondiale, les NANI représentent une quantité d'azote équivalente à l'introduction d'azote réactif par les processus naturels (Galloway et Cowling, 2002), à l'échelle européenne, ces apports anthropogéniques représentent cinq fois ceux qui sont issus des processus naturels (Billen *et al.*, 2011). Dans le bassin de la Seine, ils sont encore deux fois plus élevés que la moyenne européenne (tableau 1). L'application d'engrais synthétiques est le premier poste de ces apports. Près de 80 % de la production agricole du bassin, essentiellement végétale, sont exportés, ce qui explique que le poste d'importation nette d'azote dans les produits agricoles soit négatif, et vienne en déduction dans le calcul des NANI. Au contraire, la moitié des besoins en protéines animales de la population locale est importée, en raison de la très forte diminution de l'élevage dans le bassin et de la spécialisation du bassin vers les grandes cultures. Le bassin de la Seine alimente donc la cascade de l'azote dans d'autres territoires (notamment les régions d'élevage adjacentes) exportant ainsi une partie significative de l'azote anthropogénique apporté. Il n'en reste pas moins que les eaux souterraines et superficielles du bassin de la Seine, comme de celui de la Somme, sont sujettes à une importante contamination nitrique, que les émissions de N₂O de l'agriculture y sont considérables et que les zones marines au débouché du fleuve souffrent d'une eutrophisation chronique.

L'objectif est ici d'examiner les mécanismes de transferts qui, depuis les

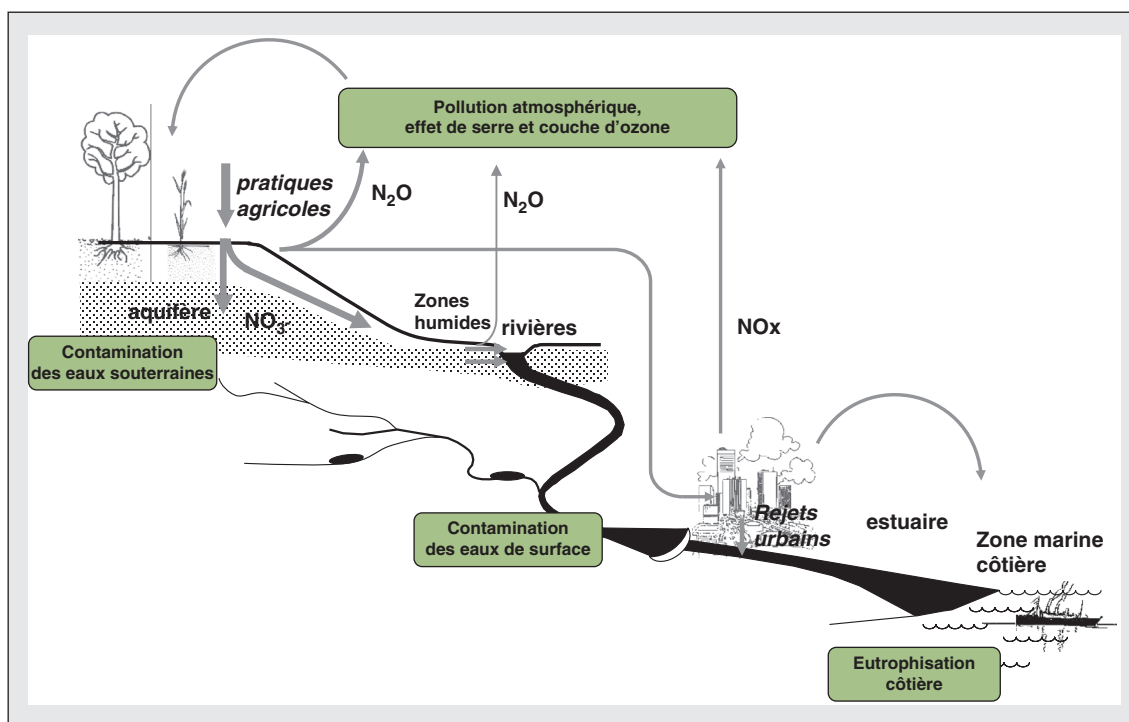


Figure 1. Schéma de principe montrant le cheminement de l'azote depuis les sols agricoles jusqu'aux zones marines côtières à travers le continuum aquatique, les espaces urbains et le réservoir atmosphérique, et les problèmes environnementaux occasionnés par les pertes d'azote réactif à toutes les étapes de ce cheminement.

Figure 1. Schematic representation of the nitrogen pathways from agricultural soils to marine coastal zones across the water continuum, urban areas, and atmospheric reservoir, as well as of the environmental problems caused by N losses at the different steps of this cascade.

sols agricoles jusqu'aux zones marines côtières, donnent lieu à la cascade de l'azote dans un bassin dominé par la grande culture comme le bassin de la Seine ou celui de la Somme. Cet examen nous permettra de définir les principaux leviers de maîtrise de la contamination azotée dans de tels territoires.

Les pertes d'azote de l'agriculture

Efficacité d'utilisation d'azote et surplus azoté

Au cours de l'histoire, le rendement à l'hectare des terres arables s'est consi-

dérablement accru, grâce à l'augmentation de la fertilisation totale par les engrais organiques et minéraux (*figure 2A*). Toutefois, l'efficacité d'utilisation de l'azote apporté a significativement diminué dans le même temps, conduisant à des pertes environnementales accrues (*figure 2B*). Ces dernières peuvent être mesurées, sur une période longue (au moins égale à un cycle de rotation de manière à prendre en compte les arrière-effets des précédents culturaux), par le solde du bilan des apports d'azote au sol (par les engrais de synthèse et les produits résiduels organiques, la fixation symbiotique et le dépôt atmosphérique) et des exportations d'azote par la récolte et le pâturage (*figure 2B*). Ce solde encore appelé surplus, ou balance azotée du sol (*Soil Surface Balance/SSB*), est un bon indicateur du potentiel de pertes environnementales des terres arables (Shaffer *et al.*, 1991 ; Scoones et Toulmin, 1998 ; Simon *et al.*, 2000 ; Oenema *et al.*, 2003 ; Van Beek *et al.*, 2003 ; De Vries *et al.*, 2011). Les données présentées dans la *figure 2*, et issues du dépouillement

Tableau 1. Bilan des apports anthropogéniques nets d'azote réactif au bassin de la Seine (surface : 80 000 km²) (Billen *et al.*, 2009 ; Billen *et al.*, 2011).

Table 1. Budget of net anthropogenic inputs of reactive nitrogen to the Seine watershed (area: 80,000 km²) (Billen *et al.*, 2009 ; Billen *et al.*, 2011).

	Kg N/km ² /an
Épandage d'engrais synthétiques	8 950
Fixation symbiotique d'azote par les cultures	845
Dépôt atmosphérique net (formes oxydées)	550
Bilan des imports-exports de produits agricoles	- 4 380
NANI (apports anthropogéniques nets)	5 965
<i>Moyenne européenne NANI</i>	<i>3 700</i>

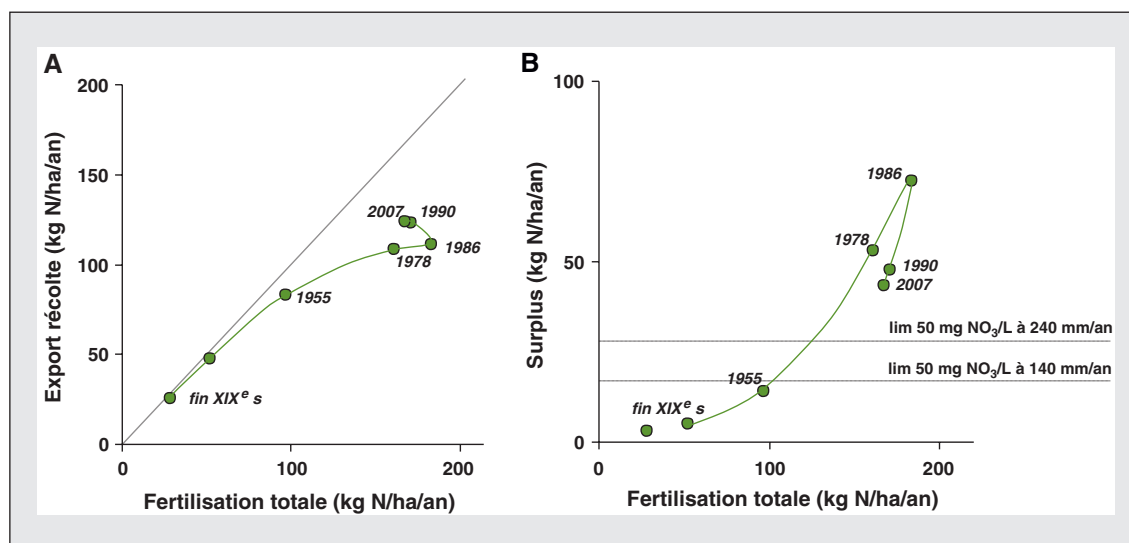


Figure 2. Évolution de l'efficacité de la fertilisation azotée totale en Ile-de-France depuis la fin du XIX^e siècle.

Figure 2. Evolution of nitrogen fertilization efficiency in the Ile-de-France region since the end of the 19th century.

A) relation entre l'exportation par la récolte (exprimée en azote contenu) et la somme des apports d'azote au sol (fertilisation totale : engrais synthétiques et organiques, fixation symbiotique et dépôt atmosphérique) pour les terres arables du Bassin parisien depuis un siècle ; B) relation entre le solde du bilan d'azote au sol (surplus) et la fertilisation totale. Les seuils de concentrations correspondent à la dilution du surplus dans une lame d'eau infiltrée de 240 et 140 mm/an respectivement.

1870 : Anglade *et al.*, en prép. ; 1955 : Billen, non publié ; 1971-2010 : Charpentier *et al.*, en prép, sur base de www.agreste.agriculture.gouv.fr/.

des statistiques agricoles départementales disponibles (www.agreste.agriculture.gouv.fr/), montrent que, depuis deux décennies, après l'augmentation majeure de la seconde moitié du XX^e siècle, une légère réduction du surplus azoté des terres arables en Ile-de-France est intervenue, témoignant d'une meilleure gestion de la fertilisation, fruit des politiques de promotion d'une « agriculture raisonnée ». Les surplus restent cependant considérables et on peut légitimement se demander quel niveau de pertes environnementales résulterait de l'application rigoureuse des « meilleures pratiques agricoles », correspondant par exemple aux prescriptions d'un organisme tel que le COMIFER (www.comifer.asso.fr/) pour assurer une fertilisation équilibrée. Comme ces prescriptions sont basées sur le calcul des besoins en azote minéral des plantes cultivées depuis l'ouverture du bilan au printemps jusqu'à la récolte, elles ne concernent pas les processus de minéralisation de la matière organique du sol et des résidus de récolte en dehors de cette période. Seule la mesure du reliquat sortie hiver permet de prendre en compte ce qui n'a pas été lessivé pour le calcul de la fertilisation de l'année suivante. Le calcul de surplus a donc été réalisé pour les

principales rotations culturales pratiquées dans le Bassin parisien (Mignolet *et al.*, 2007 ; Schott *et al.*, 2009) à partir des préconisations de fertilisation et des références de rendements, de minéralisation et de reliquats spécifiées par les travaux des GREN (Groupes régionaux d'expertise nitrate) mis en place en 2012 par le ministère de l'Agriculture. Les résultats montrent que même si l'équilibre de fertilisation tel que défini par ces préconisations est strictement respecté, les surplus correspondants sont encore considérables (figures 3A et 3B) ; ces surplus augmentent d'ailleurs très rapidement avec l'objectif de rendement (figure 3C).

Devenir du surplus

Le surplus d'azote apporté aux sols agricoles peut être entraîné vers l'hydrosystème par le ruissellement ou l'infiltration, volatilisé sous forme ammoniacale ou dénitrifié vers l'atmosphère, ou accumulé dans le stock de matière organique du sol. Un grand nombre d'études expérimentales montrent que dans le cas des terres arables en culture conventionnelle, la lixiviation est la destination principale du surplus azoté (figure 4). La contamination nitrique des eaux infiltrées est donc directement liée au surplus, et

leur concentration peut être estimée connaissant l'importance de la lame d'eau concernée. Ce n'est pas le cas dans les systèmes herbagers, capables de retenir sous forme organique une fraction importante des excédents d'azote. L'implantation systématique de cultures intermédiaires piège à azote (CIPAN) entre les cultures annuelles permet aussi, à surplus égal, de réduire significativement la lixiviation des nitrates, lorsque le surplus n'est pas trop important (Justes *et al.*, 2012). À terme cependant, l'accroissement du stock d'azote organique du sol conduit à un accroissement de la minéralisation. Si celui-ci n'est pas compensé par une moindre fertilisation, il en résulte à la longue un accroissement de la lixiviation (Constantin *et al.*, 2012).

La dénitrification dans le continuum aquatique

Concentration nitrique des aquifères

La concentration nitrique des eaux souterraines reflète étroitement celle

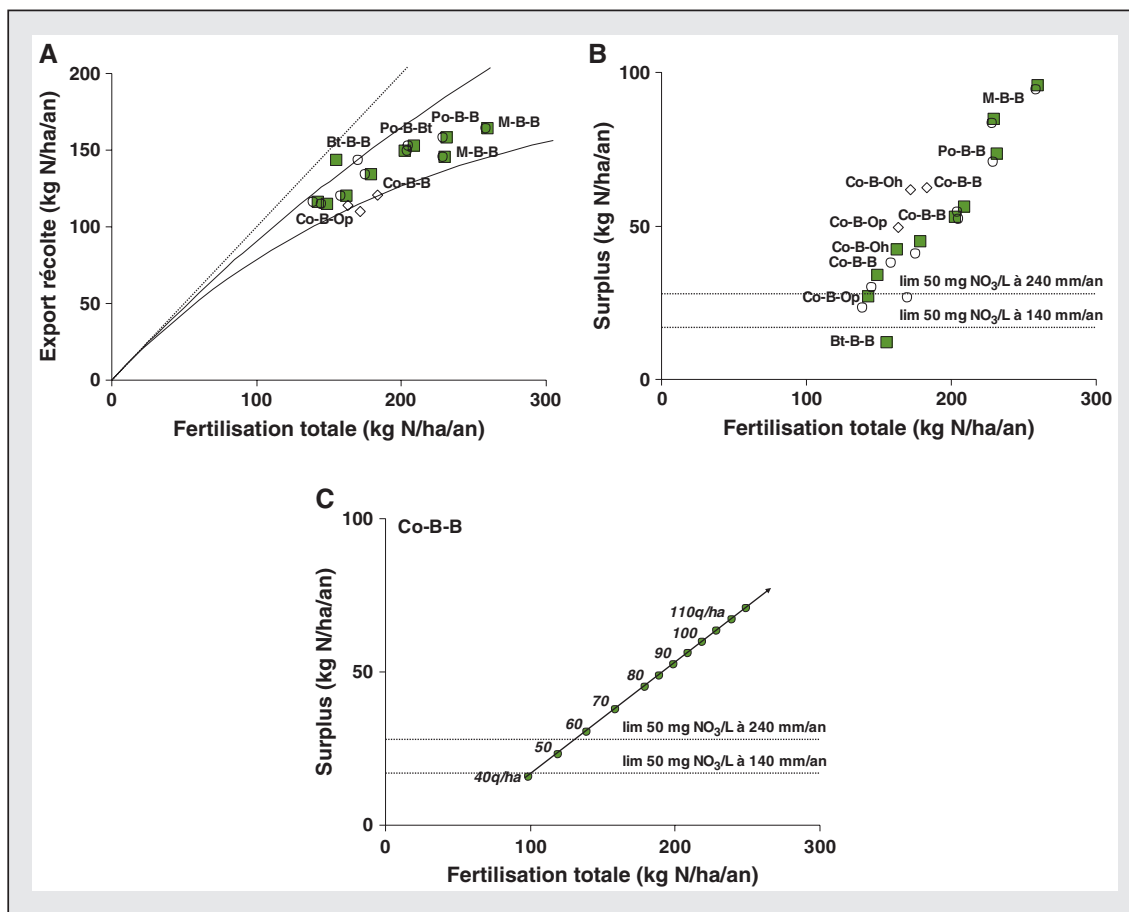


Figure 3. Efficacité de la fertilisation azotée pour diverses successions culturales.

Figure 3. Efficiency of nitrogen fertilization for various crop rotations.

Relation à la fertilisation azotée : A) de l'export par la récolte ; B) du surplus azoté pour diverses rotations types ; C) du surplus dans le cas d'une rotation conventionnelle colza-blé-blé en Ile-de-France, supposée conduite selon les préconisations du COMIFER pour des objectifs de rendement variables.

Résultats pour des sols limoneux profonds (■) ou des sols argilo-calcaires superficiels (○) et en Bourgogne (cas des sols argilo-calcaires superficiels (◇)), en supposant respectées rigoureusement les préconisations de fertilisation équilibrée du COMIFER et l'objectif de rendement atteint.

Le calcul est réalisé à partir des spécifications et des références établies par les GREN des régions concernées.

Co : colza ; B : blé tendre d'hiver ; Bt : betterave ; Po : pois ; M : maïs ; Op : orge de printemps.

Malgré l'équilibre de fertilisation et l'hypothèse d'atteinte de l'objectif de rendement, le surplus s'accroît avec le rendement.

des eaux d'infiltration, mais souvent avec un décalage dans le temps lié à l'inertie des réservoirs que constitue la zone non saturée et l'aquifère lui-même. Ainsi la datation des eaux souterraines permet-elle bien souvent de reconstituer l'historique des apports diffus de l'agriculture (De Ridder, 2012). La dénitrification dans les aquifères ne se produit que dans le cas de nappes alluviales ou superficielles, caractérisées par un encaissement riche en matière organique labile, ou de nappes plus profondes mais caractérisées par la présence de pyrite, susceptible d'agir comme agent réducteur pour une dénitrification chemo-lithotrophe. Dans tous les autres cas, on peut considérer que les nitrates

infiltrés dans les aquifères y ont un comportement conservatif.

Les zones humides riveraines des cours d'eau

Sauf dans le cas de bassins-versants drainés, les teneurs en nitrates des petits cours d'eau agricoles sont systématiquement inférieures à celles des eaux sous-racinaires ou phréatiques qui les alimentent (figure 5). Elles ne s'en rapprochent que dans le cas de bassins-versants agricoles équipés d'un réseau de drainage. On peut donc penser que cette différence résulte des processus de rétention ou d'élimination qui se déroulent dans

les milieux qui bordent les rivières avant que l'eau de la zone sous-racinaire du sol ou de la nappe n'en atteigne le cours. La mesure de la composition isotopique (figure 6) naturelle des nitrates de l'eau des ruisseaux agricoles, qui montre un enrichissement en isotopes lourds de l'azote imputable à la dénitrification, vient confirmer cette interprétation (Sebilo *et al.*, 2003 ; Billen *et al.*, 2005). L'aménagement (ou simplement la conservation) des zones humides riveraines représente donc un puissant levier pour l'atténuation de la contamination nitrrique d'origine agricole. Ces zones sont aussi cependant le siège d'émissions plus importantes d'oxyde nitreux, puissant gaz à

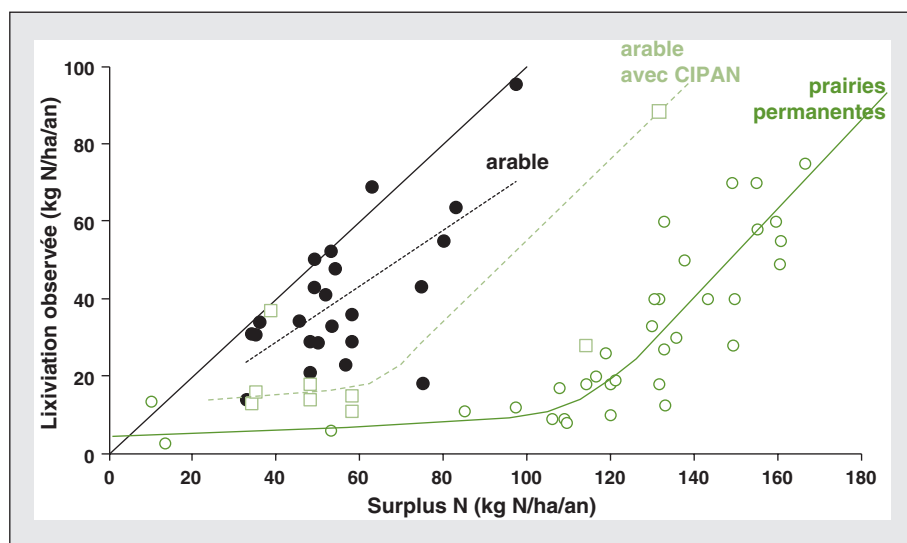


Figure 4. Relation empirique observée entre le surplus et la lixiviation en dessous de la zone racinaire dans les terres arables et les prairies permanentes pâturées.

Figure 4. Observed relationship between N surplus and N leaching below the root zone in arable land and permanent grazed meadows.

En ce qui concerne les terres arables, en l'absence d'implantations systématiques de CIPAN, les valeurs observées de lixiviation, proches de la relation 1 : 1, montrent que l'essentiel (75 % en moyenne) du surplus est effectivement lixivié ; ce n'est plus le cas en dessous d'un surplus de 60 kg N/ha/an dès que des CIPAN sont systématiquement implantées, ni pour les prairies en dessous d'un surplus de l'ordre de 100 kg N/ha/an.

Sources : synthèse de diverses études où la lixiviation a pu être expérimentalement mesurée, sous lysimètres ou par carottage dans la craie (voir détail des études consultées dans Billen *et al.*, 2013 (http://www.sisypho.upmc.fr/piren/webfm_send/1169)).

effet de serre (Vilain *et al.*, 2010). L'effet bénéfique de la dénitrification sur la réduction de la contamination nitrique des eaux pourrait donc être contrebalancé par un accroissement de la contribution de l'agriculture au réchauffement climatique.

Rétention dans le réseau hydrographique

Le réseau hydrographique peut être vu comme une succession de zones d'écoulement rapide et de zones stagnantes. Ces dernières, qui représentaient autrefois une composante essentielle du paysage hydrologique traditionnel de certaines régions, constituent des sites de rétention ou d'élimination des nutriments parfois considérable. Mais l'assèchement des étangs et leur mise en culture dès la fin du XVIII^e siècle, la rectification des cours d'eau et l'« assainissement » des zones humides par drainage a sans doute fait perdre au paysage hydrologique une grande partie de sa capacité à retenir l'azote. L'implantation de mares ou d'étangs en sortie des drains agricoles peut retenir jusqu'à

50 % de leur charge nitrique annuelle (Passy *et al.*, 2012). L'efficacité de rétention des nutriments des grands ouvrages de régulation du débit (Grands Lacs de Champagne) localisés plus en aval du réseau hydrographique, est également considérable (Garnier *et al.*, 1999). À l'échelle du bassin de la Seine tout entier cependant la dénitrification dans le fond des cours d'eau et les annexes hydrauliques stagnantes n'élimine que 2,5 à 5 % de la charge azotée annuelle totale du bassin (Thieu *et al.*, 2009). Un scénario de réimplantation d'étangs inspiré du paysage hydrologique traditionnel du XVIII^e siècle (Passy *et al.*, 2012), mais limité par la possibilité de réimplantation d'étangs dans le territoire actuel, ne permet pas d'accroître très significativement cette réduction de charge à l'exutoire de la Seine.

Les apports urbains

Les rejets ponctuels d'azote par les eaux usées urbaines (domestiques et industrielles) s'ajoutent aux apports

diffus d'origine agricole. Des procédés efficaces existent actuellement pour en éliminer une grande part ; la directive-cadre européenne prescrit leur mise en application sur toutes les stations d'épuration de plus de 2000 équivalents habitants. La mise en œuvre de cette politique a conduit à une diminution considérable de la part urbaine des apports directs d'azote au réseau hydrographique qui est passée de 38 ktonnes d'N/an en 1985 à 16 ktonnes N/an en 2007 et devrait atteindre 8 ktonnes N/an en 2015 (Passy *et al.*, 2013). Les procédés de dénitrification mis en œuvre pour le traitement tertiaire de l'azote en station d'épuration conduisent à des émissions de N₂O significatives, qui restent cependant inférieures à celles que le rejet d'eaux non traitées occasionnait précédemment dans le milieu naturel (Garnier *et al.*, 2009).

Le trafic automobile et la production thermique d'électricité conduisent également à des émissions d'oxydes d'azote qui contribuent aux retombées diffuses d'azote réactif. Les politiques mises en œuvre depuis une vingtaine d'années pour limiter ces émissions portent leurs fruits : les retombées atmosphériques en Ile-de-France sont ainsi passées de plus de 19 kg N/ha/an en 1980 à 10 kg N/ha/an en 2010 (<http://www.emep.int/>) (figure 7).

Ce sont surtout les retombées d'azote oxydé qui ont diminué ; le dépôt d'azote ammoniacal, principalement d'origine agricole, et lié au processus d'émission d'ammoniac lors de l'épandage des engrais organiques ou minéraux, n'a guère évolué en termes absolus et représente aujourd'hui plus de la moitié du total. Les dépôts secs (courte distance) et humides (généralement à plus longue distance) sont du même ordre.

L'eutrophisation marine côtière

Les apports d'azote à la mer

Malgré la diminution tendancielle de la charge azotée apportée par les effluents urbains, les flux d'azote apportés par la Seine à la mer continuent de s'accroître (figure 8A). Au contraire, suite aux politiques

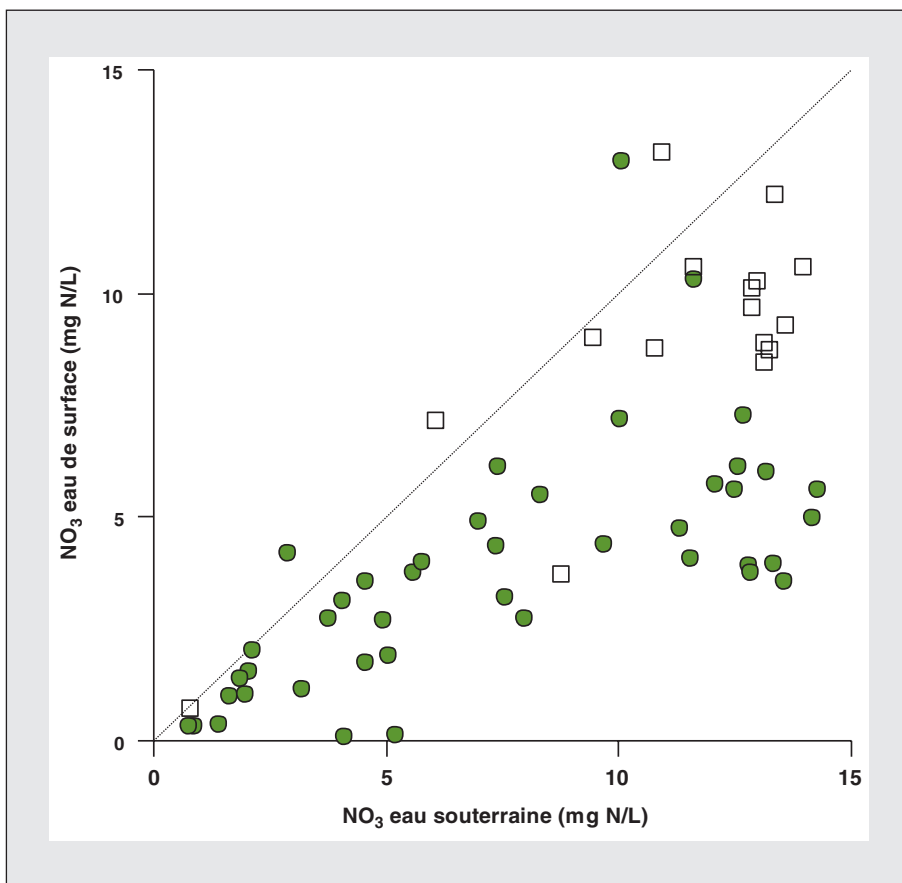


Figure 5. Concentration en nitrate mesurée dans l'eau de petits ruisseaux agricoles comparée aux concentrations des eaux sous-racinaires qui les alimentent.

Figure 5. Nitrate concentration measured in small rural streams, compared to concentrations in sub-root waters feeding them.

Les carrés blancs représentent des ruisseaux en zone agricole drainée à plus de 50 %. Pour les autres (points verts) la concentration en nitrate des cours d'eau apparaît souvent largement inférieure à celle des eaux sous-racinaires (Billen et Garnier, 2000).

efficaces de réduction de la charge en phosphore des eaux usées urbaines qui apportaient jadis la majeure part du phosphore aux cours d'eau, les flux de cet élément ont été considérablement réduits (*figure 8B*).

Eutrophisation

L'excès d'azote par rapport au phosphore apporté à la zone côtière peut provoquer des floraisons d'algues indésirables, surtout quand la silice devient limitante. La silice est essentiellement d'origine naturelle (altération des roches), et les variations des apports fluviaux sont essentiellement liées à l'hydrologie. Toutefois, en cas de développement important des diatomées dans le réseau hydrographique, la silice peut être entièrement

consommée (Garnier *et al.*, 1995) et donc réduire drastiquement les flux à la zone côtière. Tant que les apports d'azote restent équilibrés par rapport aux apports de silice, les diatomées, algues siliceuses qui constituent la base de la chaîne trophique marine, peuvent les assimiler et former l'essentiel de la biomasse. Mais si l'azote est excédentaire, il ne sera assimilé que par des algues non siliceuses, sans bénéfice pour la chaîne trophique marine. En baie de Seine, les diatomées sont remplacées par des algues toxiques, telles que les Dinophysis qui croissent en été et empoisonnent les coquillages, conduisant à la fermeture de la pêche des mollusques et de la pêche à pied. L'excès de nitrates peut aussi induire certaines algues siliceuses (*Pseudo-Nitzschia*) à produire de dangereuses toxines agissant sur les neu-

rones. C'est un épisode de ce type qui est à l'origine du comportement des oiseaux marins relaté par Hitchcock dans son film « *Les Oiseaux* » (Bargu *et al.*, 2012). Dans la Baie sud de la mer du Nord, l'excès d'azote par rapport à la silice provoque la prolifération massive au printemps d'une autre algue non siliceuse, *Phaeocystis* : elle se caractérise par la production d'un mucus, qui battu en neige par les vagues, s'accumule sur les plages en mousse épaisse, et devient nauséabonde quand elle se dégrade (Lancelot *et al.*, 1987 ; Lancelot *et al.*, 2007).

Conclusion

Ce tour d'horizon des étapes successives de la cascade de l'azote dans un territoire de grande culture comme le bassin de la Seine permet de prendre la mesure de la responsabilité de l'agriculture dans les déséquilibres environnementaux causés par l'excès d'azote. L'activité urbaine avait sa part de responsabilité dans le problème : mais les rejets d'eaux usées des villes sont aujourd'hui largement traités et les émissions d'oxydes d'azote associés ont été réduites. L'agriculture est aujourd'hui clairement la source dominante de la dispersion d'azote dans l'environnement. Des mécanismes naturels d'élimination d'azote existent heureusement tout au long du continuum aquatique, mais il ne faut pas surestimer leur potentialité épuratrice, d'autant qu'ils peuvent s'accompagner d'émission de gaz à effet de serre. C'est donc à la source, au niveau des pratiques agricoles que réside le principal levier pour contrôler la cascade de l'azote : réduire les pertes d'azote issues des sols arables.

Le respect de l'équilibre de la fertilisation, par l'application des règles strictes du calcul de fumure telles que celles prescrites par le COMIFER, est évidemment une condition nécessaire à cet égard ; nous avons cependant montré que cette condition n'est pas suffisante. Avec les objectifs de rendements fixés aujourd'hui dans les régions de grande culture, les surplus azotés calculés sur l'ensemble des cycles de rotation sont toujours considérables. Certes, l'implantation systématique d'intercultures, évitant les sols nus en période de drainage, permet de limiter les pertes

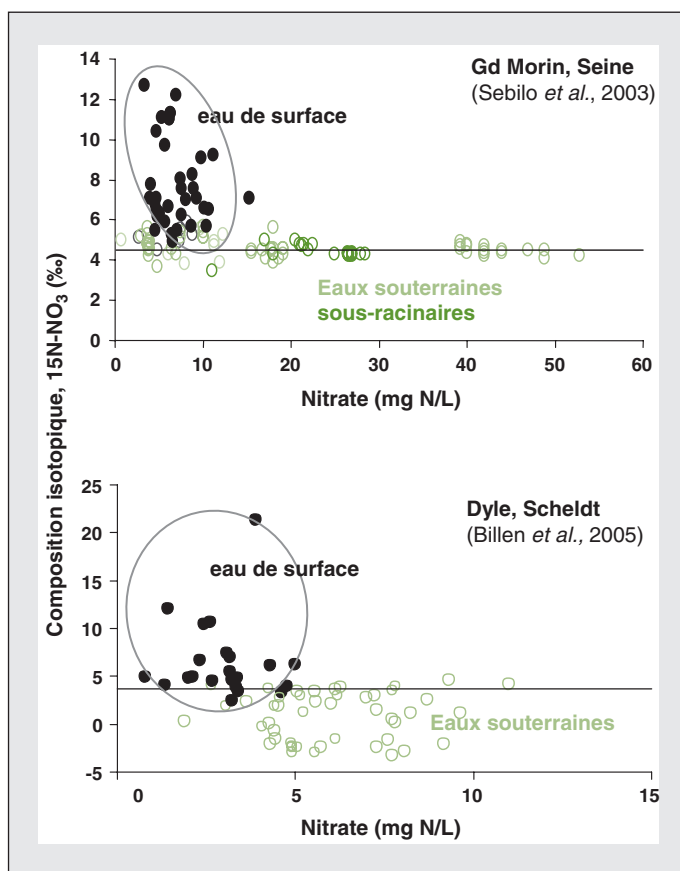


Figure 6. Composition isotopique des nitrates dans les eaux de petits ruisseaux agricoles et des eaux souterraines dont elles sont issues (Sebilo *et al.*, 2003 ; Billen *et al.*, 2005).

Figure 6. Isotopic composition of nitrate in small rural streams and groundwater feeding them (Sebilo *et al.*, 2003 ; Billen *et al.*, 2005).

Un enrichissement en isotopes lourds porte la signature d'un processus de dénitrification.

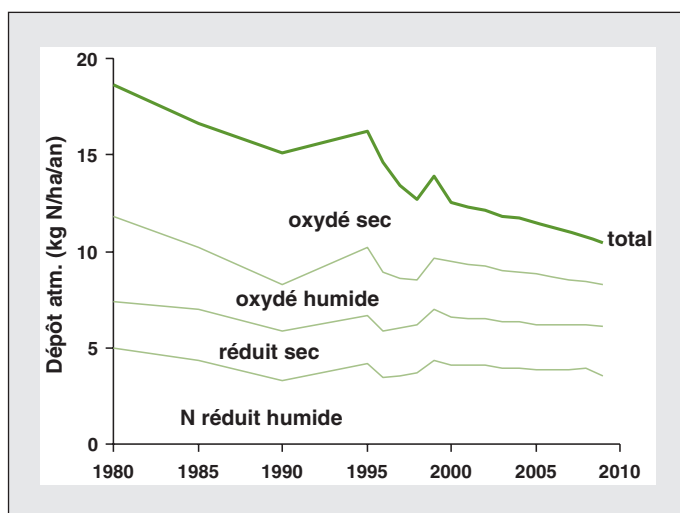


Figure 7. Évolution des retombées atmosphériques sèches et humides d'azote oxydé et réduit en Ile-de-France depuis 1980.

Figure 7. Variations of dry and wet atmospheric deposition of oxidised and reduced nitrogen in Ile-de-France since 1980.

Données EMEP www.emep.int/ (European Monitoring and Evaluation Programme, www.emep.int/), développé dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance (CLRTAP)

par lixiviation et de transférer une partie du surplus vers l'accumulation d'un stock d'humus dans le sol ; mais à long terme, on ne peut attendre d'une telle pratique qu'elle corrige les excédents induits par une fertilisation intensive.

Divers modèles mathématiques développés dans le PIREN-Seine (Ledoux *et al.*, 2007 ; Thieu *et al.*, 2010 ; Thieu *et al.*, 2011 ; Lancelot *et al.*, 2011) permettent de simuler l'effet à long terme que l'on peut attendre de la généralisation des mesures agroenvironnementales actuellement en cours d'application au titre de la directive nitrates. Ces modèles, couvrant l'échelle du bassin de la Seine dans son ensemble, ne fournissent pas une image locale précise de l'effet des scénarios testés, et ne donnent pas non plus d'indication sur le temps de réponse des différentes masses d'eaux souterraines dont l'inertie est variable et parfois considérable. Ils montrent cependant que si ces mesures peuvent permettre effectivement de stabiliser la situation (c'est-à-dire d'enrayer la poursuite de l'accroissement de la pollution azotée et de ses effets), elles ne permettront pas une amélioration suffisante de la situation.

Le problème de la contamination nitrique appelle donc une remise en cause beaucoup plus profonde du modèle agricole actuel et des objectifs de rendements croissants qu'il implique. Le passage à des formes d'agriculture combinant un bas niveau d'intrants avec le maintien d'une productivité agricole élevée mais plus diversifiée est probablement indispensable (Pelzer *et al.*, 2012). C'est, à l'extrême l'option de l'agriculture biologique, qui en s'interdisant tout recours aux engrais azotés de synthèse, immobilise une partie des terres arables pour la fixation symbiotique d'azote atmosphérique, et établit ainsi un système moins productif en céréales mais caractérisé par des pertes d'azote vers l'hydrosystème nettement plus réduites, avec une teneur en nitrate des eaux sous-racinaires généralement de l'ordre de 6 mg N/L (soit 25 mg NO₃/L [Benoît *et al.*, en prép.]) en moyenne sur la rotation. Un scénario radical, simulant la généralisation de telles pratiques d'agriculture à bas intrants sur toute la surface agricole du bassin de la Seine, montre une décroissance très nette de la

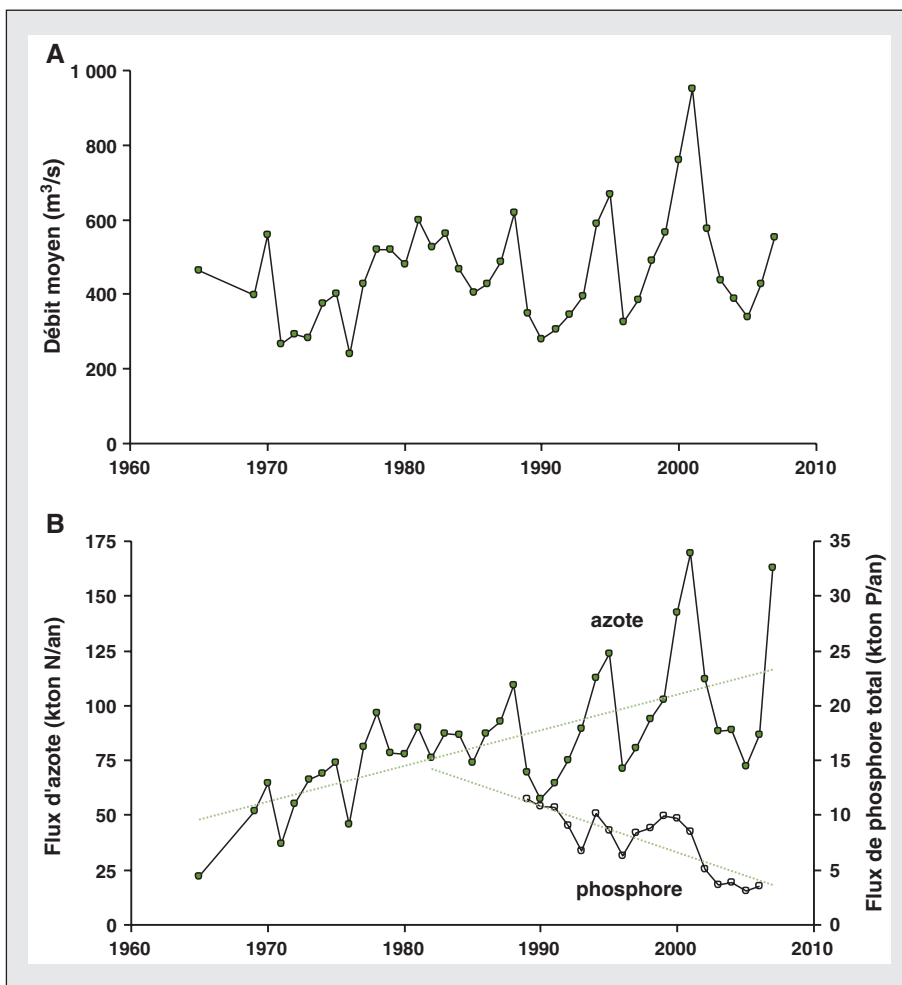


Figure 8. Évolution à long terme du débit et des flux d'azote et de phosphore exportés par la Seine à Poses.

Figure 8. Long term variations in the discharge and nitrogen and phosphorus fluxes exported by the Seine River at its outlet at Poses.

Les variations interannuelles de l'azote suivent étroitement celles du débit. Il s'y superpose une tendance d'augmentation à long terme, correspondant à une multiplication par 2,5 depuis 1965. Le flux de phosphore, moins lié au débit car surtout conditionné par les apports ponctuels urbains, a considérablement diminué.

données Seine Aval (www.seine-aval.crihan.fr/).

contamination azotée des aquifères et des eaux de surface, ainsi qu'une réduction sensible des blooms algaux en zone marine côtière (Thieu *et al.*, 2011 ; Lancelot *et al.*, 2011). On sait que la rentabilité de tels itinéraires techniques bas intrants est assurée pour les agriculteurs, tout en contribuant à accroître l'emploi dans le secteur agricole, mais que leur développement se heurte à l'organisation des filières amont et aval (Butault *et al.*, 2010). L'objection souvent opposée aux tenants de l'agriculture biologique est que la généralisation de ce système agricole s'accompagnerait d'une diminution du volume de la production.

Plus particulièrement, le bassin de la Seine, situé au cœur d'une des régions les plus fertiles du globe ne saurait se soustraire à sa vocation d'exportateur de céréales. L'analyse montre cependant que le système agricole du bassin de la Seine, tel qu'il fonctionne actuellement avec très peu d'élevage (18 unités gros bétail [ugb]/km²), est très importateur de produits animaux pour assurer la demande alimentaire de ses habitants, et n'exporte donc en bilan net qu'une faible quantité de protéines (de l'ordre de 800 kg N/km²/an). Dans le cadre du scénario théorique « tout bio » étudié par Billen *et al.* (2012) et qui implique le retour de l'élevage dans

le Bassin parisien (avec une densité de bétail de 50 ugb/km²), l'agriculture serait capable de satisfaire localement tous les besoins de la population et d'exporter encore de l'ordre de 500 kg N/km²/an de céréales, tout en produisant une eau potable de qualité (eau sous-racinaire inférieure en moyenne à 6 mg N/L). Ces performances seraient encore bien supérieures dans l'hypothèse d'une diminution de la part des protéines animales dans la ration alimentaire humaine. La France, avec actuellement 65 % de produits animaux dans sa consommation de protéines, est à cet égard dans le peloton de tête des pays industrialisés. La substitution de la moitié des protéines animales par des protéines végétales est recommandée tant pour des raisons de santé publique (prévention des maladies cardio-vasculaires) que de sauvegarde de l'environnement (déclaration de Barsac, www.nine-esf.org) ou de prospective alimentaire mondiale (Scénario Agrimonde, www.inra.fr). L'agriculture biologique pourrait alors subvenir aux besoins de la population du bassin avec une densité de bétail de 30 ugb/km², et exporter près de 2 000 kg N/km²/an de céréales tout en produisant une eau de bonne qualité. Il apparaît donc qu'il y a dans la relocalisation de l'approvisionnement alimentaire et dans la recomposition de la diète humaine des leviers essentiels pour retrouver la compatibilité entre agriculture et qualité des eaux. ■

Remerciements

Cet article a été le support d'une communication présentée lors de la séance de l'Académie d'agriculture de France, le 16 novembre 2011, intitulée « *Gestion de l'azote en agriculture : enjeux environnementaux et perspectives agronomiques* ».

Références

- Bargu S, Silver MW, Ohman MD, Benitez-Nelson CR, Garrison DL, 2012. Mystery behind Hitchcock's birds. *Nature Geoscience* 5 : 2-3.
- Billen G, Garnier J, 2000. Nitrogen transfer through the Seine drainage network: a budget based on the application of the RIVERSTRAHLER Model. *Hydrobiologia* 410 : 139-50.
- Billen G, Garnier J, Rousseau V, 2005. Nutrient fluxes and water quality in the drainage network of the Scheldt basin over the last 50 years. *Hydrobiologia* 540 : 47-67.

- Billen G, Thieu V, Garnier J, Silvestre M, 2009. Modelling the N cascade in regional watersheds: the case study of the Seine, Somme and Scheldt rivers. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133 : 234-46.
- Billen G, Silvestre M, Grizzetti B, Leip A, Garnier J, Voss M, *et al.*, 2011. Nitrogen flows from European regional watersheds to coastal marine waters. In : Sutton M, Howard C, Erisman J.W, Billen G, Bleeker A, Grennfelt P, *et al.*, eds. *The European Nitrogen Assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge : Cambridge University Press.
- Billen G, Garnier J, Silvestre M, Thieu V, Barles S, Chatzimpiros P, 2012. Localising the nitrogen imprint of Paris food supply: the potential of organic farming and changes in human diet. *Biogeosciences* 9 : 607-16.
- Billen G, Callens J, Beaudoin N, Viennot P, Schott C, Anglade J, *et al.*, 2013. *Caractérisation des pressions agricoles et modélisation de leurs effets en matière de contamination azotée de l'hydro-système à l'échelle du territoire Seine Normandie*. Rapport PIREN-Seine 2012. (http://www.sisyph.fr/upmc.fr/piren/webfm_send/1169).
- Butault JP, Dedryver CA, Gary C, Guichard L, Jacquet F, Meynard JM, *et al.*, 2010. *Ecophyto R&D. Quelles voies pour réduire l'usage des pesticides*. Synthèse du rapport d'étude. Paris : Inra. www.inra.fr
- Constantin J, Beaudoin N, Launay M, Duval J, Mary B, 2012. Long-term nitrogen dynamics in various catch crop scenarios: Test and simulations with STICS model in a temperate climate. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 147 : 36-46.
- De Ridder J, 2012. *Réponse des processus biogéochimiques d'une tourbière soumise à des fluctuations du niveau d'eau*. Thèse de doctorat, université de Rennes I.
- De Vries W, Leip A, Reinds GJ, Kros J, Lesschen JP, Bouwman AF, 2011. Comparison of land nitrogen budgets for European agriculture by various modeling approaches. *Environmental Pollution* 159 : 3254-68.
- Galloway JN, Cowling EB, 2002. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio* 31 : 64-71.
- Garnier J, Billen G, Coste M, 1995. Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the river Seine: Observations and modelling. *Limnology and Oceanography* 40 : 750-65.
- Garnier J, Laporq B, Sanchez N, Philippon X, 1999. Biogeochemical mass-balance (C,N,P,Si) in three large reservoirs of the Seine basin (France). *Biogeochemistry* 47 : 119-46.
- Garnier J, Billen G, Vilain G, Martinez A, Mounier E, Silvestre M, Toche F, 2009. Nitrous oxide (N₂O) in the Seine river and basin: observations and budgets. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133 : 223-33. doi:10.1016/j.agee.2009.04.024.
- Howarth RW, Billen G, Swaney D, Townsend A, Jaworski N, Lajtha K, *et al.*, 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic ocean: natural and human influences. *Biogeochemistry* 35 : 75-139.
- Justes E, Beaudoin N, Bertuzzi P, Charles R, Constantin J, Dürr C, *et al.*, 2012. *Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques*. Rapport d'étude. Paris : Inra. www.inra.fr
- Lancelot C, Billen G, Sournia A, Weisse T, Colijn F, Veldhuis M, *et al.*, 1987. Phaeocystis blooms and nutrient enrichment in the continental coastal zones of the North Sea. *Ambio* 16 : 38-46.
- Lancelot C, Gypens N, Billen G, Garnier J, Roubeix V, 2007. Testing an integrated river-ocean mathematical tool for linking marine eutrophication to land use: The Phaeocystis-dominated Belgian coastal zone (Southern North Sea) over the past 50 years. *Journal of Marine Systems* 64 : 216-28.
- Lancelot C, Thieu V, Polard A, Garnier J, Billen G, Hecq W, Gypens N, 2011. Ecological and economic effectiveness of nutrient reduction policies on coastal Phaeocystis colony blooms in the Southern North Sea: an integrated modeling approach. *Science of the Total Environment* 409 : 2179-91.
- Ledoux E, Gomez E, Monget JM, Viavattene C, Viennot P, Ducharne A, *et al.*, 2007. Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin. The STICS-MODCOU modelling chain. *Science of the Total Environment* 375 : 33-47.
- Mignolet C, Schott C, Benoît M, 2007. Spatial dynamics of farming practices in the Seine Basin: methods for agronomic approaches on a regional scale. *Science of the Total Environment* 275 : 13-32.
- Oenema O, Kros H, de Vries W, 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy* 20 : 3-16.
- Passy P, Garnier J, Billen G, Fesneau C, Tournebise J, 2012. Restoration of ponds in rural landscapes: modelling the effect on nitrate contamination of surface water (the Seine watershed, France). *Science of the Total Environment* 430 : 280-90.
- Passy P, Gypens N, Billen G, Garnier J, Thieu V, Rousseau V, *et al.*, 2013. A model reconstruction of riverine nutrient fluxes and eutrophication in the Belgian Coastal Zone since 1984. *Journal of Marine Systems*. doi.org/10.1016/j.jmarsys.2013.05.005.
- Pelzer E, Bazot M, Makowski D, Corre-Hellou G, Naudin C, Al Rifaï M, *et al.*, 2012. Pea-wheat intercrops in low-input conditions combine high economic performances and low environmental impacts. *European Journal of Agronomy* 40 : 39-53.
- Schott C, Mignolet C, Benoît M, 2009. *L'Agriculture du bassin de la Seine*. Programme PIREN-Seine. AESN. <http://www.sisyph.fr/piren/fascicules>.
- Schott C, Mignolet C, Meynard JM, 2010. Les oléoprotéagineux dans les systèmes de culture : évolution des assolements et des successions culturales depuis les années 1970 dans le bassin de la Seine. *Oléagineux, Corps gras, Lipides* 17: 276-91. doi : 10.1684/ocl.2010.0334.
- Scoones I, Toulmin C, 1998. Soil nutrient balances: what use for policy? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 71 : 255-67.
- Sebilio M, Billen G, Grably M, Mariotti A, 2003. Isotopic composition of nitrate-nitrogen as a marker of riparian and benthic denitrification at the scale of the whole Seine River system. *Biogeochemistry* 63 : 35-51.
- Shaffer MJ, Ma L, Hansen S, 1991. Estimating nitrogen budgets for soil-crop systems. In: Follet RF, Keeney DR, Cruse RM, eds. *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*. Madison (Wisconsin) : SSSA Inc.
- Simon JC, Grignani C, Jacquet A, Le Corre L, Pagès J, 2000. Typologie des bilans d'azote de divers types d'exploitation agricole: recherche d'indicateurs de fonctionnement. *Agronomie* 20 : 175-85.
- Sutton M, Howard C, Erisman JW, Billen G, Bleeker A, Grennfelt P, *et al.*, eds, 2011. *The European Nitrogen Assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge : Cambridge University Press.
- Thieu V, Billen G, Garnier J, 2009. Nutrient transfer in three contrasting NW European watersheds: The Seine, Somme, and Scheldt Rivers. A comparative application of the Seneque/Riverstrahler model. *Water Research* 43 : 1740-8.
- Thieu V, Garnier J, Billen G, 2010. Assessing the effect of nutrient mitigation measures in the watersheds of the Southern Bight of the North Sea. *Science of the Total Environment* 408 : 1245-55.
- Thieu V, Billen G, Garnier J, Benoît M, 2011. Nitrogen cycling in a hypothetical scenario of generalised organic agriculture in the Seine, Somme and Scheldt watersheds. *Regional Environmental Changes* 11: 359-70. doi : 10.1007/s10113-010-r0142-4.
- Van Beek CL, Brouwer L, Oenema O, 2003. The use of farmgate balances and soil surface balances as estimator for nitrogen leaching to surface water. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 67 : 233-44.
- Vilain G, Garnier J, Tallec G, Cellier P, 2010. Effect of slope position and land use on nitrous oxide (N₂O) emissions (Seine basin, France). *Agricultural and Forest Meteorology* 150 : 1192-202.